http://www.icn.unal.edu.co/ Caldasia 32(2):411-424. 2010

EFECTO DEL SUSTRATO SOBRE LA DESCOMPOSICIÓN DE HOJARASCA EN TRES ESPECIES DE MANGLE EN LA RESERVA DE BIOSFERA SEAFLOWER, CARIBE COLOMBIANO

Effect of the substrate on the litter decomposition in three mangrove species in the Biosphere Reserve Seaflower, Colombian Caribbean

Elizabeth Galeano Galeano

Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Apartado 7495, Bogotá D. C., Colombia. egaleanog@unal.edu.co

José Ernesto Mancera Pineda

Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe, San Luis Free Town, San Andrés Isla, Colombia.

Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Apartado 7495, Bogotá D. C., Colombia.

Jairo Humberto Medina Calderón

Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe, San Luis Free Town, San Andrés Isla, Colombia.

RESUMEN

La presencia de manglares en pequeñas islas caribeñas como Providencia y Santa Catalina es fundamental, pues sirven de barrera mitigadora contra eventuales tormentas y huracanes. Los manglares a su vez, requieren de aportes de sedimento para su mantenimiento y crecimiento. El aporte de sedimento en estas islas, carentes de fuentes alóctonas, está dado principalmente por la descomposición de la propia hojarasca del manglar. El objetivo del presente trabajo fue cuantificar las tasas de descomposición de hojarasca de tres especies de manglar en los humedales más representativos de las islas, en diferentes sustratos de descomposición: agua, turba y superficie del bosque. La velocidad de descomposición en cada uno de los sitios fue más rápida durante las primeras tres semanas, donde se presentó la mayor pérdida de biomasa, seguida de un periodo de lenta descomposición hasta el final del periodo de muestreo. El modelo simple exponencial, calculado con los datos de peso remanente a lo largo de las 11 semanas de experimentación, fue el que mejor se ajustó a la dinámica de descomposición. El ANOVA de medidas repetidas mostró diferencias significativas entre especies; las hojas de *Rhizophora mangle* se descompusieron a menor velocidad (K = 0.020 ±0.007) que las de *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa* (K = 0.021 ±0.01; K = 0.022 ±0.006). Estas tasas de descomposición proveen información valiosa acerca del movimiento del material vegetal en cada uno de los manglares estudiados y del aporte que cada especie le proporciona al medio.

Palabras clave. Manglares, descomposición de hojarasca, *Avicennia, Rhizophora, Laguncularia,* Reserva de Biosfera Sea Flower.

ABSTRACT

The presence of mangroves in small Caribbean islands such as Providencia and Santa Catalina is important because they act as a barrier against sporadic storms and hurricanes. Mangroves, in turns, require the input of sediments for their maintenance and growth. In absence of allochthonous sources, the sediment supply in these islands is acquired by the mangrove's leaf decomposition. The main purpose of this study was to quantify the rate of leaf decomposition in three mangrove species in the most representative island`s wetlands, in different decomposition substrates: water, peat and forest surface. The decomposition rate in each site was faster during the first three weeks, where the highest biomass lost was registered, followed by a slow decomposition period that continued until the end of the sampling period. The exponential model, calculated with the remaining weight data along the 11 experimentation weeks, showed the better adjustment to the decomposition dynamic. The repeated measurements ANOVA showed significant differences among species; leafs of *Rhizophora mangle* decomposed at a slower rate (K = 0.020 ±0.007) than those of *Avicennia germinans* and *Laguncularia racemosa* (K = 0.021 ±0.01; K = 0.022 ±0.006, respectively). These decomposition rates provide valuable information about circulation of vegetal material in each studied mangrove and the contribution of species to the environment.

Key words. Mangroves, litter decomposition, *Avicennia, Rhizophora, Laguncularia,* Biosphere Reserve Sea Flower.

INTRODUCCIÓN

Los manglares son ecosistemas altamente complejos que dominan los litorales tropicales y subtropicales, donde desempeñan funciones claves, como estabilidad de la línea de costa, protección contra olas y vientos y regulación de la calidad de las aguas de ecosistemas adyacentes, contribuyendo así con el mantenimiento de hábitats y la preservación de múltiples especies de importancia ecológica y comercial (Jennerjahn & Ittekkot 2002, Adger *et al.* 2005, McKee *et al.* 2007).

La descomposición de materia orgánica representa el mayor flujo tanto de carbono como de nutrientes en la mayoría de ecosistemas terrestres (Steinke *et al.* 1990). En bosques de manglar además, es un proceso de suma importancia no solo por lo que significa su exportación a ecosistemas vecinos (Middleton & Mckee 2001), sino particularmente por su contribución en los procesos de acreción y estabilidad del propio humedal, especialmente cuando el aporte de sedimento alóctono es limitado, como en el caso de los manglares de pequeñas islas.

La hojarasca constituye una de las principales fuentes autóctonas de materia orgánica en los ecosistemas de manglar, se estima que el 25% del material foliar es remineralizado *in situ*, aportando a los sedimentos del bosque carbono y componentes solubles que en pocas horas pueden ser convertidos en biomasa bacterial (Jennerjahn & Ittekkot 2002). La descomposición de hojarasca está regulada por factores intrínsecos y extrínsecos. Los primeros dependen de la especie de manglar, de su morfología y de la concentración de taninos, lignina, así como de la proporción C:N, entre otros.

Dentro de los factores extrínsecos, variables tanto abióticas como bióticas, inciden de manera específica en el proceso de descomposición de hojarasca. El clima, la frecuencia y grado de inundación, el oleaje, la humedad, la salinidad y la temperatura,

tienen un efecto considerable en el proceso de descomposición de hojarasca (Robertson 1988, Tam *et al*. 1998, Romero *et al.* 2005). Se ha encontrado que la degradación de material orgánico fresco es más lento en ambientes anaeróbicos, donde adicionalmente intervienen agentes oxidantes como el nitrato y microorganismos como hongos y bacterias (Middleton & Mckee 2001), los cuales solo actúan cuando las concentraciones de taninos son bajas, debido a que inhiben su crecimiento (Tam *et al.* 1998, Lee 1999). La presencia y abundancia de macroinvertebrados tales como anfípodos, isópodos y cangrejos, también acelera el rompimiento de los tejidos por consumo directo de las hojas (Middleton & Mckee 2001).

Puesto que los factores extrínsecos afectan de manera específica la velocidad de descomposición de hojarasca, la cuantificación de dicho proceso puede servir para evaluar integralmente un ecosistema particular. En el caso de pequeñas islas del Caribe como Providencia y Santa Catalina, las cuales presentan una alta vulnerabilidad a los efectos del cambio climático, tales como el ascenso relativo del nivel del mar y el incremento de huracanes (Middleton & Mckee 2001, Cahoon *et al.* 2003), estimar la tasa de descomposición de materia orgánica es fundamental, más aún cuando la formación de suelo en la margen costera sucede gracias a las turbas del manglar y los procesos de sedimentación están dados por aportes autóctonos (Cahoon *et al.* 2003, McKee *et al.* 2007). Por tal razón el objetivo del presente trabajo fue cuantificar las tasas de descomposición de hojarasca de las especies de manglar *Rhizophora mangle, Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa* presentes en tres humedales de las islas de Providencia y Santa Catalina, en diferentes sustratos de descomposición: agua, turba y superficie del bosque. Se espera que los resultados, sirvan a su vez para evaluar medidas de manejo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio

Las islas de Providencia y Santa Catalina, ubicadas en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, están situadas en el sector occidental del mar Caribe con una extensión de 17 y 1 km^2, sobre una plataforma independiente de la continental que ocupa una extensión aproximada de 60 km^2 a 13º32`Norte y 81º26` Oeste (Márquez-Calle 1996). Declarada por la UNESCO en el año 2000 como reserva de la biosfera SEAFLOWER lo cual muestra la importancia de la protección y la conservación de esta área.

Las islas presentan un clima tropical lluvioso dentro de la clasificación de Köeppen o también se clasifica como costa tropical de barlovento o litorales de vientos alisios (Márquez-Calle 1996). Las lluvias fluctúan entre 1500 y 2000 mm anuales, en régimen monomodal y las mareas son semidiurnas (Castaño 2002) y de poca intensidad (<50cm) reflejándose en zonaciones litorales y coralinas muy estrechas (Márquez-Calle 1996).

El origen de Providencia está asociado con zonas de fractura y actividad volcánica (Geister 1992). Al norte se encuentra la Isla de Santa Catalina, la cual está separada de Providencia por un canal somero y estrecho, de origen también volcánico. Estas islas fueron separadas debido a movimientos ligeramente verticales (IGAC1986) y en la actualidad está cubierta por formaciones coralinas recientes.

El presente estudio se llevó a cabo entre los meses de septiembre y noviembre de 2007, en los sectores de McBean, South West y Santa Catalina (Figura 1); el sector de McBean se encuentra en el Parque Nacional Natural Old Providence y Mc Bean Lagoon, el cual comprende un área de 995 ha, y presenta un bosque de manglar de 30 ha de extensión

con dos lagunas internas salinas. La especie de manglar predominante es *R. mangle* con un 53 %, seguida por *A. germinans* con 46 % y *L. racemosa* con 1 %. En Bahía South West, el segundo manglar más grande en extensión después de McBean con 3.6 ha (Minambiente 1996) y la especie dominante es *L. racemosa* con 65%, seguida por *R. mangle* con 35% (Taylor & Skinner 1993), encontrándose únicamente un pequeño parche de *A. germinans* compuesto por cinco árboles. El humedal de Santa Catalina, se caracteriza por presentar parches aislados de *R. mangle*, además de *A. germinans* y *L. racemosa,* la especie dominante es *A. germinans* (56%) seguida por *R. mangle* (39%) y *L. racemosa* (7%).

Las bolsas de descomposición se colocaron en una franja de *R. mangle* (13°22.344´Norte y 81°21.454´Oeste) en McBean, en un bosque mixto de *L. racemosa* y *R. mangle* en South West (13°20.026´ Norte y 81°23.497´ Oeste) y en dos zonas de Santa Catalina (Santa Catalina 1 y 2, Figura 1): En la primera zona (13°23.179´ Norte y 81°22.110´ Oeste) predomina *R. mangle* con algunos individuos de *L. racemosa* al borde del camino que rodea la Isla y que divide el bosque en dos y en el sector sur (13°22.953´ Norte y 81°22.257´ Oeste) predomina *A. germinans* seguida de *R. mangle*, con uno que otro individuo de *L. racemosa.*

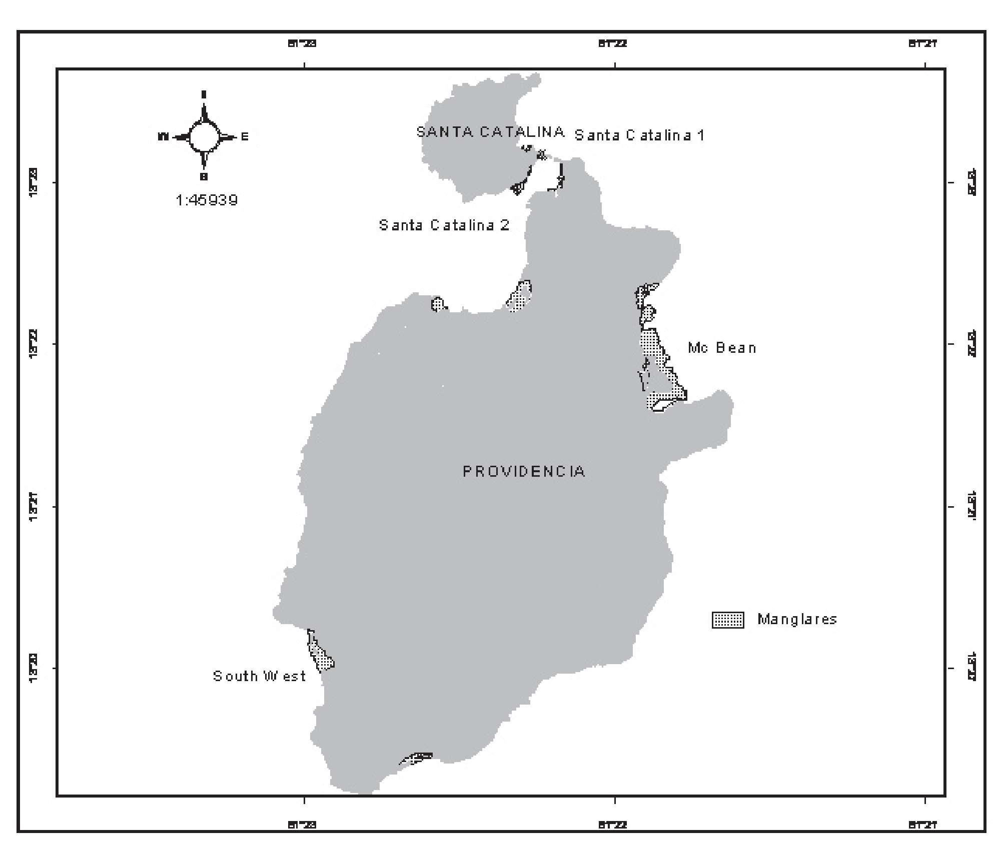


Figura 1. Ubicación de los humedales de manglar muestreados durante los meses de septiembre y noviembre de 2007 (Modificado CORALINA 2008).

Diseño experimental

Durante la primera semana de septiembre de 2007 se recogieron hojas senescentes de cada una de las tres especies en los manglares de Santa Catalina, Mc Bean y South West. Las hojas se secaron a temperatura ambiente durante 24 horas. Posteriormente se colocaron 5g de hojas en bolsas de nylon tipo malla (10 x 20cm) con un ojo de 0.4cm (Sierra-Rozo *et al.* 2009) y se contó con tres réplicas. Se colocaron 216 bolsas en McBean, 108 para cada una de las dos especies (*R. mangle* y *A. germinans*) y 324 tanto para South West como para Santa Catalina; 108 para cada una de las tres especies (*R. mangle, A. germinans* y *L. racemosa*). Se tuvieron en cuenta tres tratamientos: 1) bajo el agua (condiciones anegadas), 2) dentro de la turba (suelo) a 20 cm de profundidad y 3) sobre el suelo (superficie). Cantidades adicionales de 5 g para cada especie se secaron a 55 °C hasta hallar el peso seco constante, y con éste se estableció la conversión inicial de masa seca al aire a masa seca en horno (Sierra-Rozo *et al*. 2009).

Una semana después se recogió al azar un paquete de tres réplicas para cada una de las especies en cada tratamiento y de cada bosque durante once semanas. Éstos fueron llevados al laboratorio de química de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe, donde se lavaron con agua destilada para retirar macroinvertebrados y exceso de sedimento, y fueron secadas en el horno del Jardín Botánico de la misma, a 55ºC hasta obtener el peso constante en aproximadamente cinco días.

Paralelamente con la recolección de bolsas se midieron las variables fisicoquímicas de temperatura (termómetro BRAND 800098 de 50°C), salinidad (refractómetro VISTA A366ATC), pH (pHmetro WTW pH 330i), conductividad (conductímetro WTW Cond. 330i) y oxígeno disuelto (oxímetro WTW Oxi. 330i); excavando 3 hoyos de 20cm de profundidad cercanos a cada uno de los tratamientos. Adicionalmente se registró la temperatura máxima y mínima del lugar con termómetros de máximos y mínimos, colocados a 1 m del suelo.

Análisis de los datos

Se probó normalidad con el programa STATISTICA 6.0 y al no cumplir con el supuesto de distribución normal, se transformaron los datos usando $\sqrt{x}$ como recomiendan Guisande *et al.* (2005). Para verificar igualdad de varianzas, se aplicó la prueba de esfericidad de Mauchly con un W de Mauchly = 0,939 y un valor p no significativo (significancia en p 0,05) usando el programa estadístico SPSS 15.0. Los datos fueron analizados mediante un ANOVA de medidas repetidas, usando SPSS 15.0.

Los datos de pérdida de biomasa se graficaron en función del tiempo y se obtuvieron las ecuaciones que describen las tasas de descomposición para cada especie, ajustando el modelo de regresión simple exponencial (programa StatGraphics plus 4.0). Para los datos fisicoquímicos se realizó un análisis descriptivo.

Los datos de precipitación fueron proporcionados por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia IDEAM. Se calculó el promedio mensual durante 35 años (1973-2007).

RESULTADOS

Variables fisicoquímicas

En términos generales, se destaca la amplia variabilidad de la salinidad durante los meses de observación (Figura 2a), especialmente en la estación South West y en los tratamientos superficie y turba en Santa Catalina, situación que probablemente obedeció al régimen de lluvias (Figura 3).

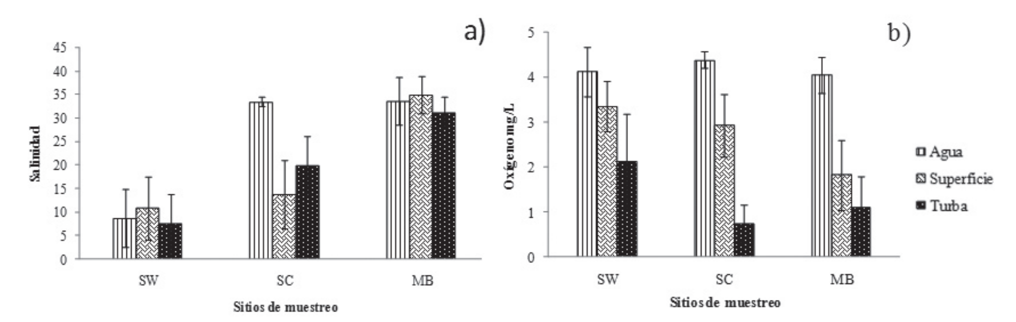


Figura 2. Valor promedio de salinidad a) y b) oxígeno (mg/L), en los tres lugares de muestreo (McBean MB; South West, SW y Sta. Catalina SC), en cada uno de los tratamientos. Las barras de error muestran el intervalo de confianza con un alfa de 0.05.

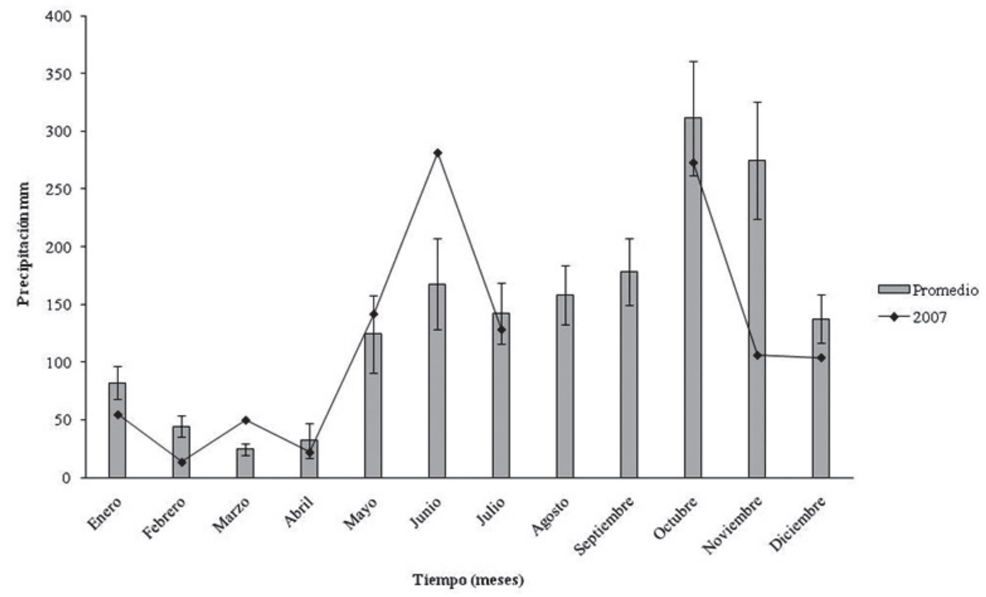


Figura 3. Promedio mensual histórico de precipitación de 1973-2007. La línea muestra los valores de precipitación del año 2007. Las barras de error muestran el intervalo de confianza con un alfa de 0.05.

Las salinidades superficiales indicaron que no hubo diferencias significativas entre South West y Santa Catalina, pero estas si fueron significativamente inferiores a las registradas en McBean (Figura 2a). En el sustrato turba existen diferencias en los tres sitios, siendo McBean el que presentó mayor salinidad, seguido de Santa Catalina y South West. Los valores de salinidad de las aguas adyacentes fueron más bajos en South West que en Santa Catalina y McBean.

La concentración de oxígeno disuelto en la capa de agua que cubre los suelos de manglar, no muestra diferencias en las aguas adyacentes de los manglares (Figura 2b), igualmente para el sustrato turba, donde South West presenta el valor más alto, seguido por McBean y Santa Catalina. Por el contrario, en el sustrato superficie de McBean los registros fueron inferiores a South West. El manglar de Santa Catalina no presenta diferencias con los otros dos bosques para este tratamiento.

Los valores de pH revelaron diferencias significativas entre estaciones, principalmente en aguas adyacentes a los manglares, así los valores más altos fueron medidos en Santa Catalina (8.22; ±0.08) y los menores en McBean (7.94; ±0.21) y South West (7.39; ±0.18). En esta última estación, se midieron también los valores de pH más bajos (7.39; ±0.18, 7.19; ±0.25 y 7.19; ±0.23), en agua, superficie y turba, sin diferencia alguna. En cambio, Santa Catalina y McBean presentan diferencias en los valores de aguas adyacentes, los cuales fueron mayores (8.22; ±0.08 y 7.94; ±0.21) al lado de superficie (7.56; ± 0.15 y 7.51; ±0.17) y turba (7.36; ±1.19 y 7.55; ±1.14).

Los promedios de temperatura fueron similares entre las tres estaciones. La temperatura máxima y mínima registrada en las tres estaciones no presenta diferencias significativas, donde los promedios de temperatura máxima son de 31.8; ±0.75, 32.0; ±0.78 y 31.4; ± 1.55°C y de temperatura mínima 24.3; ±0.72, 24.5; ±0.76 y 25.3; ± 1.5°C para South West, Santa Catalina y McBean, respectivamente.

La figura 3 muestra un régimen pluviométrico monomodal, donde la mayor precipitación se da en los últimos meses del año, seguido de un periodo seco los primeros meses hasta junio donde inicia el periodo de lluvias. Durante el 2007 no se observaron muchas diferencias con respecto al registro al histórico, solo en algunos meses como marzo y junio donde la precipitación fue mayor y en noviembre donde fue menor.

Descomposición a través del tiempo

La velocidad de descomposición (g día^{-1}) en cada uno de los sitios y sustratos es más rápida durante las tres primeras semanas (Figura 4, 5 y 6), donde se presentó la mayor pérdida de biomasa, con valores promedio altos de peso remanente (Tabla 1). Luego se observó un periodo de lenta descomposición hasta el final del periodo de muestreo, donde la biomasa promedio remanente fue menor (Tabla 2).

McBean

La perdida de peso seco en este humedal fue mayor en el sustrato agua debido a que la especie *A. germinans* en el día 44 ya no presentaba material vegetal (Tabla 3), el cual fue consumido principalmente por la acción de anfípodos que se encontraron en las bolsas de descomposición y el fuerte oleaje al que se encontraba expuesto, aumentando el proceso de lixiviado en las hojas. En los sustratos superficie y turba, la tendencia es similar para las dos especies, donde el grado de inundación por el oleaje es el mismo, diferenciándose únicamente en que unas se encontraban sobre el suelo y otras debajo de este.

South West

Este humedal se caracteriza por presentar valores bajos de descomposición reflejados en los valores de K (Tabla 3), los cuales se explican en la ubicación del humedal, el cual esta protegido del oleaje por una barrera de arena que se abre temporalmente al mar (Von Prahl 1989). Los tratamientos muestran una tendencia similar (Figura 5a, b y c) para cada una de las tres especies, donde *A. germinans* se

Tabla 1. Porcentaje promedio de peso remanente obtenido en los tres sitios en cada sustrato y para cada especie, durante las tres primeras semanas de muestreo.

	McBean			Santa Catalina			South West		
	Agua	**Superficie**	**Turba**	**Agua**	**Superficie**	**Turba**	**Agua**	**Superficie**	**Turba**
R. mangle	34.1	44.7	36.7	56.2	60.8	38.3	40.6	56.6	39.8
A. germinans	35.4	76.5	57.4	92.1	83.5	101.6	88.2	84.5	82.5
L. racemosa				35.3	36.1	31.4	24.4	31.5	32.2

descompone a menor velocidad que las otras dos especies, siendo *L. racemosa* la más veloz de las tres en el sustrato agua (Tabla 3).

Santa Catalina

Este humedal presenta la misma tendencia de los otros dos bosques de manglar. La especie *A. germinans* muestra menor tasa de descomposición (Figura 6 y Tabla 3), al igual que en South West (Figura 5) en los tres sustratos. Como sucedió en el humedal de McBean en el tratamiento agua el peso remanente es diferente para las tres especies, siendo más rápido en *A. germinans* (K=0.015), ya que al igual que en este bosque, las bolsas de hojarasca se encontraban expuestas al oleaje pero por su ubicación (Figura 1) estaban más protegidas.

Tabla 2. Porcentaje promedio de peso remanente obtenido en los tres sitios en cada sustrato y para cada especie, a partir de la cuarta semana de muestreo hasta el final del experimento.

	McBean			Santa Catalina			South West		
	Agua	Superficie	Turba	Agua	Superficie	Turba	Agua	Superficie	Turba
R. mangle	8.7	32.2	23.4	38.6	32.2	27.8	25.0	40.1	25.6
A. germinans	3.3	37.1	34.5	71.2	38.3	56.1	51.0	61.6	63.5
L. racemosa				12.1	20.9	25.7	15.5	27.9	21.0

Tabla 3. Modelos de regresión simple exponencial ($y = exp^{(a + kx)}$), para los datos de pérdida de peso (Y) contra el tiempo (X) en semanas, en los manglares de McBean (MB), Santa Catalina (SC) y South West (SW), con las especies *R. mangle* (Rm), *A. germinans* (Ag) y *L. racemosa* (Lr), en los tres tratamientos Agua (ag), Superficie (sp) y Turba (tb).

Tratamiento	Ecuación de regresión e-	R^2	K	Valor p
MB-Rm-ag	y = exp(4.22 – 0.05*x)	71.70%	0.048	0.0000
MB-Rm-sp	y = exp(4.07 – 0.01*x)	46.63%	0.012	0.0000
MB-Rm-tb	y = exp(4.12 – 0.02*x)	76.04%	0.020	0.0000
MB-Ag-ag	y = exp(4.43 – 0.06*x)	83.86%	0.062	0.0001
MB-Ag-sp	y = exp(4.57 – 0.02*x)	94.43%	0.018	0.0000
MB-Ag-tb	y = exp(4.37 – 0.02*x)	92.50%	0.016	0.0000
SC-Rm-ag	y = exp(4.38 – 0.02*x)	83.31%	0.018	0.0000
SC-Rm-sp	y = exp(4.37 – 0.02*x)	86.01%	0.016	0.0000
SC-Rm-tb	y = exp(4.23 – 0.02*x)	63.04%	0.018	0.0000
SC-Ag-ag	y = exp(4.65 – 0.02*x)	69.76%	0.015	0.0000
SC-Ag-sp	y = exp(4.73 – 0.02*x)	66.45%	0.024	0.0000
SC-Ag-tb	y = exp(4.64 – 0.02*x)	75.13%	0.015	0.0000
SC-Lr-ag	y = exp(4.04 – 0.04*x)	75.71%	0.037	0.0000
SC-Lr-sp	y = exp(4.09 – 0.02*x)	73.18%	0.023	0.0000
SC-Lr-tb	y = exp(4.07 – 0.02*x)	61.25%	0.018	0.0000
SW-Rm-ag	y = exp(4.07 – 0.02*x)	61.28%	0.018	0.0000
SW-Rm-sp	y = exp(4.33 – 0.01*x)	69.46%	0.013	0.0000
SW-Rm-tb	y = exp(4.09 – 0.02*x)	52.97%	0.016	0.0000
SW-Ag-ag	y = exp(4.56 – 0.01*x)	72.19%	0.012	0.0000
SW-Ag-sp	y = exp(4.65 – 0.01*x)	67.93%	0.012	0.0000
SW-Ag-tb	y = exp(4.59 – 0.01*x)	44.24%	0.010	0.0000
SW-Lr-ag	y = exp(3.81 – 0.02*x)	61.94%	0.023	0.0000
SW-Lr-sp	y = exp(3.97 – 0.01*x)	50.32%	0.014	0.0000
SW-Lr-tb	y = exp(3.90 – 0.02*x)	58.91%	0.017	0.0000

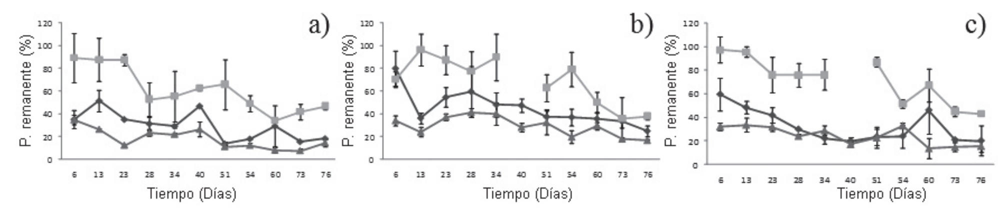


Figura 4. Pérdida de peso seco del material foliar en McBean para tres tratamientos: Agua (a), Superficie (b) y Turba (c) para *R. mangle* (rombos) y *A. germinans* (cuadros).

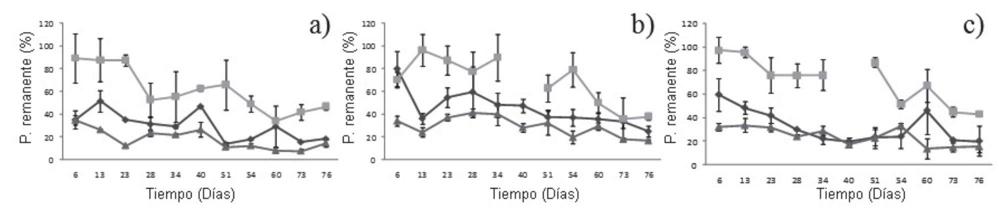


Figura 5. Pérdida de peso seco del material foliar en South West para tres tratamientos: Agua (a), Superficie (b) y Turba (c) para *R. mangle* (rombos) y *A. germinans* (cuadros).

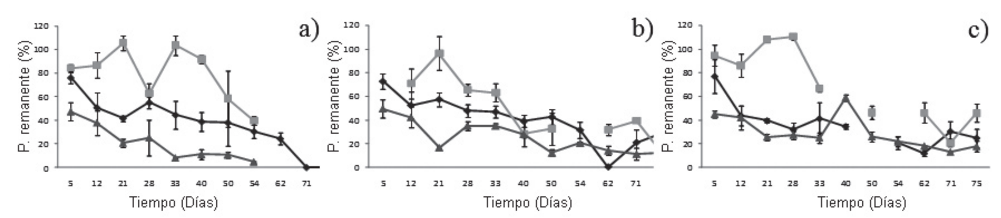


Figura 6. Pérdida de peso seco del material foliar en Santa Catalina para tres tratamientos: Agua (a), Superficie (b) y Turba (c) para *R. mangle* (rombos) y *A. germinans* (cuadros).

Tabla 4. Análisis de varianza de medidas repetidas en los tres bosques de manglar, para cada una de las especies y tratamientos (excepto sustrato agua). Calculado con alfa = 0.05.

Efecto	Valor	F	Gl de la hipótesis	Gl del error	Significación
Especie	0.573	40.187	2.000	60.000	0.000
Especie * Sitio	0.010	0.291	2.000	60.000	0.749
Especie * Tratamiento	0.127	4.368	2.000	60.000	0.017
Especie * Sitio * Tratamiento	0.032	1.008	2.000	60.000	0.371

Tabla 5. Análisis de varianza de medidas repetidas en los tres bosques de manglar, para cada una de las especies y tratamientos (excepto sustrato agua). Prueba de efectos inter-sujetos. Calculado con alfa = 0.05.

Fuente	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Significación
Intersección	296.782	1.000	296.782	1957.360	0.000
Sitio	0.249	1.000	0.249	1.642	0.205
Tratamiento	0.450	1.000	0.450	2.967	0.090
Sitio * Tratamiento	0.156	1.000	0.156	1.027	0.315
Error	9.249	61.000	0.152		

Con los valores de porcentaje de peso remanente a lo largo del tiempo (semanas), se probó el modelo de regresión simple exponencial. Los coeficientes de determinación R^2 variaron entre 94.43% y 50.32%, con solo dos excepciones de 46.63%y 44.24%, obtenidos en McBean y South West para *R. mangle* y *A. germinans*, respectivamente en los sustratos superficial y turba.

De acuerdo con los resultados calculados en la tabla 3, la tasa de descomposición de hojarasca para los tres bosques de manglar es MB>SC>SW, para los tratamientos agua, superficie y turba es ag>sp>tb y para las especies, Lr>Ag>Rm.

Al realizar el ANOVA se encontraron diferencias significativas para las especies, sitios y sustratos, las cuales están dadas principalmente por las altas tasas de descomposición del sustrato agua (Tabla 3). Por lo cual, se realizó nuevamente un ANOVA sin tener en cuenta este sustrato y observar así, si se mantenían las diferencias para sitio, especie y tratamiento (superficie y turba). Las resultados encontrados muestran que las especies se descomponen a velocidades diferentes (Tabla 3 y 4) y además, que la tasa de descomposición varía dependiendo del tipo de sustrato en el cual se encuentran (Tabla 4). El bosque de manglar en el cual se halla la hojarasca no afecta la descomposición del material foliar (Tabla 5), a diferencia del análisis que incluía el tratamiento agua, donde fuerzas externas físicas como el oleaje, y biológicas como la intervención de macroinvertebrados (anfípodos), afectan en mayor cuantía el proceso de descomposición (Tabla 3).

DISCUSIÓN

El modelo de regresión simple exponencial, es el más empleado (Day 1982, Dick & Osunkoya 2000, Middleton & McKee 2001) para explicar el proceso de descomposición y recomendado por Wieder & Lang (1982), fue el que mejor se ajusto a los datos de este trabajo y permitió comparar los valores de descomposición de hojarasca con otros trabajos (Tabla 6), en los que se observa que la descomposición de *A. germinans* y *R. mangle* es menor en Providencia y Santa Catalina que los reportados por Twilley *et al.* (1986) y Middleton & McKee (2001). Sin embargo, la especie *L. racemosa,* muestra mayores tasas de descomposición en las Islas de Providencia y Santa Catalina. En los tres trabajos se encontró que la descomposición foliar es mayor en zonas sumergidas la mayor parte del tiempo que en zonas donde pocas o rara vez se inunda, debido a que se promueve el proceso de lixiviado, se mantienen las condiciones de humedad y temperatura que favorecen la descomposición, a diferencia de la superficie donde la temperatura y la baja humedad no ofrecen las condiciones necesarias para los organismos descomponedores (Middleton & McKee 2001). La comparación con el estudio de Sierra-Rozo *et al.* (2009), se realizó teniendo en cuenta la regresión simple por raíz cuadrada, siendo este el modelo que mejor se ajustó para el caso de la Isla de San Andrés, para el cual no se encontró diferencias significativas entre San Andrés y Providencia y Santa Catalina, aunque las tasas de descomposición de Providencia (18.67 ±6.72) son menores que las de San Andrés (20.16 ±8.60).

La rápida pérdida inicial en la materia orgánica durante los primeros días del experimento en todos los sitios se relaciona con la salida de materiales orgánicos solubles y de compuestos inorgánicos (Robertson 1988, Steinke *et al*. 1993, Wafar *et al.* 1997, Tam *et al.* 1998, Middleton & McKee 2001). La pérdida más lenta esta dada por materiales resistentes, como aquellos que contienen un alto contenido de lignina o alta relación C:N, que se descomponen más lento que los materiales con bajo contenido de lignina o relativamente baja relación C:N (Tam *et al.*

1998). Sin embargo, Benner *et al.* (1988), argumenta que en estudios anteriores se observó una mayor pérdida en la materia orgánica vegetal en las primeras semanas, debido principalmente a la rápida colonización de muchas especies de hongos y bacterias; no obstante, para el actual experimento, la literatura revisada, las condiciones de los lugares y el desarrollo del mismo, muestran que la pérdida inicial se debe al lavado de la hojarasca y no a microorganismos, ya que estos colonizan el material vegetal y se presentan con mayor densidad luego de 14 días (Steinke *et al.*1990).

Las especies de manglar muestran tasas de descomposición diferentes, dadas principalmente por características propias de la especie como la cantidad de nitrógeno, la relación C:N, la concentración de taninos y lignina Twilley *et al.* (1986), Tam *et al*. (1998) y la morfología de la hoja Steinke *et al.* (1990). *A. germinans,* presenta menor cantidad de taninos solubles, menor relación C:N y mayor concentración de nitrógeno, contrario a *R. mangle*, la cual posee concentraciones altas de taninos, mayor relación C:N y menor concentración de nitrógeno (Robertson 1988, Steinke *et al*. 1993, Hogarth 1999), además de poseer una cutícula gruesa (Tam *et al*. 1998, Steinke *et al.* 1990) que evita que el lavado se lleve a cabo con la misma eficiencia que *A. germinans.* Se han reportado estudios donde esta especie se descompone a mayor velocidad (Wafar *et al*. 1997, Middleton & McKee 2001) porque el eficiente lavado de los compuestos polifenólicos, que inhiben el crecimiento de hongos y bacterias (Steinke *et al*. 1990, 1993, Hogarth 1999), permiten la rápida colonización de los microorganismos que contribuyen al proceso de descomposición. Algunas veces, *R. mangle* presentó mayores tasas de descomposición que *A. germinans*, posiblemente por la presencia de macroinvertebrados como cangrejos que la prefieren de alimento. Estudios realizados por Erickson *et al.* (2003) mostraron la preferencia de una especie de cangrejo, *Aratus pisonii,* la cual está presente en Providencia y Santa Catalina, por las hojas de *R. mangle* por encima de *A. germinans* y *L. racemosa*. Aunque esto no es explicable por el valor en la relación C:N, Erickson *et al.* (2003) argumenta la posibilidad de que *R. mangle* posee un alto porcentaje de carbohidratos. Robertson (1988) también encontró que el cangrejo *Sesarma messa*, de la misma familia que el anterior y con el género presente en las Islas, consume hojas de *Rhizophora* spp. que recién caen de los árboles, indicando la presencia de posibles enzimas en el individuo capaces de metabolizar o aplacar el efecto de los taninos.

En resumen, el proceso de descomposición de *R. mangle* y *A. germinans* en Providencia y Santa Catalina está determinado, primero, por el lavado de materiales solubles; segundo,

Tabla 6. Tasas de descomposición del material foliar en tres lugares de América para tres especies de manglar presentes en el Caribe.

Especie	Porcentaje perdido por día		Ubicación	Referencia
	Agua	Superficie		
Avicennia germinans	0.435	0.247	Belize	Middleton *et al.* 2001
Avicennia germinans	0.568		Florida (USA)	Twilley *et al.* 1986
Avicennia germinans	0.354	0.368	Colombia	Presente estudio
Laguncularia racemosa	0.434	0.166	Belize	Middleton *et al.* 2001
Laguncularia racemosa	0.502	0.456	Colombia	Presente estudio
Rhizophora mangle	0.434	0.178	Belize	Middleton *et al.* 2001
Rhizophora mangle	0.298		Florida (USA)	Twilley *et al.* 1986
Rhizophora mangle	0.356	0.369	Colombia	Presente estudio

por la colonización de bacterias y hongos para *A. germinans*, y la intervención de especies de cangrejos para *R. mangle*, que contribuyen con el rompimiento de tejidos vegetales que luego se degradan con mayor facilidad (Middleton & McKee 2001). Algunas veces, con la presencia de anfípodos, *A. germinans* es preferida y por lo tanto consumida más rápido que *R. mangle*; y tercero, en *R. mangle* comienza el crecimiento de bacterias y hongos que se asientan luego de la intervención de macroinvertebrados, llevando a un incremento en la velocidad de descomposición. Sin embargo, es necesario adelantar estudios que revelen el papel de macroinvertebrados, especialmente cangrejos y anfípodos, en la descomposición de hojarasca en las islas estudiadas.

Por otro lado, dependiendo del lugar donde caen las hojas, la tasa de descomposición de las especies se afecta debido a las condiciones dadas. Si caen en el agua, la hojarasca se encuentra en un ambiente de constante inundación, lo cual es favorable para el lavado de compuestos solubles presentes en las hojas y además aumenta la descomposición, ya que proveen un medio más estable para los organismos, reflejado en la presencia de macroinvertebrados como anfípodos, por lo cual, la intervención de microorganismos en el proceso de descomposición es casi nulo. En cuanto al tratamiento en superficie, la velocidad es menor debido a que las bolsas no presentan esas condiciones de humedad permanente, humedad que se da sólo cuando sube la marea o la precipitación es alta, lo que conlleva a una mayor fluctuación en la temperatura y grado de inundación, reflejado en un bajo desarrollo de la flora bacteriana (Robertson 1988, Middleton & McKee 2001). Esto también explica las tasas de descomposición en el sustrato turba, en el cual las hojas se encuentran en condiciones casi anóxicas, aunado a la lenta lixiviación que evita el contacto directo con agentes que favorezcan la rápida degradación (Middleton & McKee 2001). Entonces, la salinidad y el oxígeno afectan el crecimiento de microorganismos (Day 1982, Steinke *et al*. 1993, Lee 1999), donde la salinidad presenta una relación inversa con respecto a las tasas de descomposición, ya que cuanto más salino es el medio, la tasa descomposición es menor, debido a que inhibe el crecimiento bacteriano y fúngico; contrario al oxígeno, que lo favorece cuando se presenta en concentraciones altas permitiendo que la degradación se de a mayores velocidades.

La sedimentación es un proceso que se da principalmente por la deposición de materia orgánica y depende de cuanto material se descompone, de cuanto se produce y del aporte de material alóctono; sin embargo, los bosques de las islas como Providencia y Santa Catalina reciben poco o ningún aporte externo por lo cual el proceso de sedimentación se da únicamente por la deposición de materia orgánica y la producción del bosque, en combinación con procesos físicos. La producción en Providencia es muy alta, especialmente en el aporte del material foliar, con porcentajes entre 58 y 80 %, en South West y McBean, para la especie dominante *R. mangle*, con valores de 6.27 y 5.57 g/m^2/día respectivamente (Taylor & Skinner 1993). Esto indica que en los humedales de Providencia, ambos procesos ocurren eficientemente y permiten que sea exportado gran parte del material y que se sedimente otra parte, aportando al crecimiento vertical de la Isla. No obstante, los bosques de manglar representan únicamente el 3.12 % con respecto a la extensión total de la Isla, porcentaje bajo ya que de 17 km^2 solo existen 0.53 km^2 de bosque aportando a la acreción vertical del lugar. En el caso del PNN Old Providence and McBean Lagoon, es el humedal que aporta con mayor eficiencia al proceso de sedimentación debido a su extensión, mayor producción y menores tasas

de descomposición. South West es el manglar que le sigue en tamaño y según Taylor y Skinner (1993) presenta alta producción, por lo cual se recomienda fomentar estrategias que permitan su conservación. Por otra parte, *A. germinans* presenta menor tasa de descomposición que *R. mangle* y su densidad en la isla es alta, aportando gran cantidad de material vegetal, lo que probablemente indica que es la principal especie que contribuye en el proceso de formación de suelo.

El estudio de las tasas de descomposición de los manglares es de especial importancia para entender los procesos ecológicos en los que la materia orgánica se encuentra implicada, tales como los ciclos biogeoquímicos y la formación de suelo, este último de mayor importancia debido a que mantiene la isla y contribuye al crecimiento de la misma. Las tasas de descomposición en Providencia son altas al igual que la producción, permitiendo que los procesos de exportación a ecosistemas vecinos y sedimentación se den de manera eficaz. Es importante adelantar estudios de producción y exportación para conocer con mayor claridad que sucede con la materia orgánica producida en los manglares de Providencia y Santa Catalina.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo hace parte de proyecto "Evaluación y seguimiento de los impactos sociales, económicos y ambientales del Huracán BETA en las Islas de Providencia y Santa Catalina" financiado por la Vicerrectoría de Investigación de la Universidad Nacional de Colombia y en el cual participaron los grupos de Investigación Modelación de Ecosistemas Costeros y Estudios Ambientales del Caribe. Los autores agradecen al Instituto de Estudios Caribeños y al Jardín Botánico de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe por el apoyo brindado y a Adriana Sachenka Rodríguez por su trabajo en campo.

LITERATURA CITADA

Adger, W.N., T.P. Hughes, C. Folke, S.R Carpenter & J. Rockström. 2005. Social-Ecological Resilience to Coastal Disasters. Science 309:1036.

IGAC. 1986. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. *San Andrés y Providencia, Aspectos geográficos*. Bogotá, D.C.

CORALINA. 2008. Corporación para el desarrollo sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Corporación Autónoma Regional. Sistema de Información Geográfico SIG, San Andrés.

Benner, R., R.E. Hodson & D. Kirchman. 1988. Bacterial abundance and production on mangrove leaves during initial stages of leaching and biodegradation. Arch. Hydobiology Beih. 31:19-26.

Cahoon, D., P. Hensel, F. Rybczyk, C. Mckee, E. Proffitt & B. PÉREZ. 2003. Mass tree mortality leads to mangrove peat collapse at Bay Islands, Honduras after Hurricane Mitch. Journal of ecology. 91:1093-1105.

Castaño, C. 2002. *Golfos y Bahías de Colombia*. Banco de Occidente. Cali.

Day, F Jr. 1982. Litter decomposition rates in the seasonally flooded great dismal swamp. Ecology 63(3):670-678.

Dick, T.M. & O.O. Osunkoya. 2000. Influence of tidal restriction floodgates on decomposition of mangrove litter. Aquatic Botany 68:273-280.

Erickson, A.A., M. Saltis, S.S. Bell & C.J. Dawes. 2003. Herbivore feeding preferences as measured by leaf damage and stomatal ingestion: a mangrove crab example. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 298:123-138.

Geister, J. 1992. *Modern reef development and cenozoic evolution of an oceanic island/reef complex: Isla de Providencia (Western Caribbean Sea, Colombia)*. FACIES. Institut für Paläontologie der Universität Erlangen-Nürnberg 27:1-70.

Guisande, C., A. Barreiro, I. Maneiro, I. Riveiro & A.R. Vergara. 2005. Tratamiento

de datos. Universidad de Vigo, Vigo. 277 pp.

Hogarth, P.J. 1999. *The Biology of Mangroves. Biology of Habitats*. Ed. Oxford, University Press, Oxford.

Jennerjahn, T.C. & V. Ittekkot. 2002. Relevance of mangroves for the production and deposition of organic matter along tropical continental margins. Naturwissenschaften 89:23-30.

Lee, S.Y. 1999. Tropical mangrove ecology: Physical and biotic factors influencing ecosystem structure and function. Australian Journal of Ecology 24:355–366.

Márquez-Calle, G. 1996. *Ecosistemas estratégicos y otros estudios de ecología ambiental*. Fondo FEN Colombia. Bogotá, D.C.

Mckee, K.L., D.R. Cahoon & I.C. Feller. 2007. Caribbean mangroves adjust to rising sea level through biotic controls on change in soil elevation. Global Ecol. Biogeogr. Journal compilation. Blackwell Publishing Ltd.

Middleton, B.A. & K.L. Mckee. 2001. Degradation of mangrove tissues and implications for peat formation in Belizean island forests. Journal of Ecology 89:818-828.

MINAMBIENTE. 1996. Proyecto PD 171/91 REV 2 (F) fase 1 *Conservación y manejo para el uso mútiple y el desarrollo de los manglares en Colombia*. Informe Técnico No. 4. Estrategias de los manglares del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Bogotá, D.C.

Robertson, A.I. 1988. Decomposition of mangrove leaf litter. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 116:235-247.

Romero, L.M., T.J. Smith III & J.W. Fourqurean. 2005. Changes in mass and nutrient content of wood during decomposition in a south Florida mangrove forest. Journal of Ecology 93:618-631.

Sierra-Rozo, O., J.E. Mancera-Pineda & A. Santos-Martínez. 2009. Velocidad de descomposición de la hojarasca en diferentes sustratos de manglar durante la época de lluvias en San Andrés Isla, Caribe colombiano. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras 38(1):59-84.

Steinke, T.D., A.D. Barnabas & R. Somaru. 1990. Structural changes and associated microbial activity accompanying decomposition of mangrove leaves in Mgeni Estuary. South African Journal Botany 56(1): 39-48.

Steinke, T.D., A.J. Holland & Y. Singh. 1993. Leaching losses during decomposition of mangrove leaf litter. South African Journal of Botany 59(1): 22-25.

Tam, N.F.Y., Y.S. Wong, C.Y. Lan & L.N. Wang. 1998. Litter production and decomposition in a subtropical mangrove swamp receiving wastewater. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 226:1-18.

Taylor, E. & A.L. Skinner. 1993. *Diagnóstico del ecosistema manglárico en las islas de Old Providence y Santa Catalina.* Informe final como requisito de la Investigación en Ecología de los manglares en Old Providence y Santa Catalina. Fundación New Reef. Old Providence, San Andrés.

Twilley, R.R., A.E. Lugo & C. Patterson-Zucca. 1986. Litter production and turnover in basin mangrove forest in Southwest Florida. Ecological Society of America 67(3): 670-683.

Von Prahl, H. 1989. *Manglares de Colombia*. Banco de Occidente. Bogotá, D.C.

Wieder, R.K. & G.E. Lang. 1982. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. Ecology 63(6): 1636-1642.

Wafar, S., A.G. Unatawale & M. Wafar. 1997. Litter fall and energy flux in a mangrove ecosystem. Estuarine, Coastal and Shelf Science 44:111-124.

Recibido: 09/04/2008
Aceptado: 30/04/2010